

# Bilan Carbone de l'Exploitation Forestière sur le Domaine Forestier Per- manent de Guyane française

Antoine Cabon, Camille Piponiot-Laroche, Aurélie Dourdain

sous la direction de Bruno Hérault

avec la collaboration de l'Office National des Forêts de Guyane

Version: 09/03/2015



Rapport Technique rédigé dans le cadre de la convention *Observatoire du Carbone*  
signée entre l'OREDD et le Cirad

Observatoire Régional de l'Energie et du Développement Durable en Guyane  
<http://www.oredd-guyane.fr/>

Rapport rédigé sous LaTeX

# Table des matières

<b>Avant-propos</b>	<b>v</b>
Objectifs . . . . .	vi
Auteurs . . . . .	vi
<b>1 Sources des données</b>	<b>1</b>
1.1 Données d'exploitation . . . . .	1
1.2 Carte de carbone . . . . .	3
1.3 Réseau Guyafor . . . . .	5
1.4 Dispositif de Paracou . . . . .	6
1.5 Tropical managed Forest Observatory . . . . .	7
<b>2 Modélisation</b>	<b>9</b>
2.1 Emissions liées à la décomposition du bois sorti de la parcelle . . . . .	10
2.1.1 Déchets de scierie . . . . .	10
2.1.2 Bois commercialisable . . . . .	10
2.2 Emissions liées à la décomposition des dégâts d'exploitation . . . . .	11
2.2.1 Pertes de biomasse et Dégâts d'exploitation . . . . .	11
2.2.2 Petits Bois . . . . .	12
2.2.3 Gros Bois . . . . .	13
2.3 Stockage lié à la reconstitution de la biomasse vivante . . . . .	13
2.4 Gestion des incertitudes . . . . .	15
<b>3 Résultats</b>	<b>17</b>
3.1 A l'échelle de la parcelle . . . . .	17
3.2 A l'échelle du Domaine Forestier Permanent . . . . .	18
3.2.1 Flux . . . . .	18
3.2.2 Stock . . . . .	19
3.3 Sources des incertitudes . . . . .	20
<b>4 Limites et perspectives</b>	<b>23</b>
4.1 Les choix de modélisation . . . . .	23
4.2 Les autres composantes du bilan . . . . .	25
4.2.1 Impact de l'ouverture des routes (pistes) forestières . . . . .	25
4.2.2 Bilan hors Domaine Forestier Permanent . . . . .	25
4.3 Quels scénarios pour quels futurs ? . . . . .	26
<b>Bibliographie</b>	<b>29</b>





# Avant-propos

LA Guyane, avec une surface de 8,35 millions d’hectares et un taux de boisement dépassant les 95%, a une économie forestière basée sur l’exploitation raisonnée de sa forêt naturelle, dans le cadre d’un développement durable. La production de bois est actuellement essentiellement cantonnée sur les forêts situées le long de la route principale située sur la bande côtière. De ces forêts de la bande côtière, la majeure partie de la récolte provient du Domaine Forestier Permanent (DFP, 24 millions d’hectares), instauré en 2008, qui relève du code forestier dont les parties réglementaires et législatives font partie des textes structurants qui régissent l’aménagement et la gestion des forêts concernées par l’ONF, Office National des Forêts. Bien que la forêt guyanaise soit très diversifiée avec près de 1600 espèces d’arbres avec  $DBH \geq 10\text{cm}$ , l’exploitation forestière se caractérise par de faibles prélèvements (de l’ordre de 3-5 tiges.ha<sup>-1</sup> exploité) concentrés sur les tiges de gros diamètres d’une quarantaine d’essences dont trois représentent, actuellement, à elles seules les trois quarts du volume prélevé (l’Angélique *Dicorynia guianensis*, le Gonfolo rose *Qualea rosea* et le Grignon franc *Sextonia rubra*). La production de bois reste modeste avec 65 000 m<sup>3</sup> grumes par an (moyenne sur les 15 dernières années) dont les sciages sont essentiellement destinés à la construction locale. Chaque année dans le cadre d’un programme pluriannuel de planification régionale, l’ONF choisit, au sein du DFP, pour les forêts dotées d’un document d’aménagement, les parcelles à mettre en exploitation selon un rythme annuel de 6 000 ha. La demande en produits bois est directement liée à l’implantation de la population et à sa croissance.

La mise en place de l’Observatoire du Carbone en Guyane en janvier 2014 a cristallisé la volonté de plusieurs acteurs locaux d’établir un bilan Carbone de l’impact des activités humaines sur le territoire guyanais. De nombreuses méthodologies sont disponibles actuellement pour ce faire. Une adaptation de ces méthodologies au contexte guyanais et notamment aux climats tropicaux est bien souvent nécessaire. Dans le cas présent de ce travail dédié à établir un bilan Carbone de l’exploitation forestière en Guyane, il nous a semblé judicieux de mobiliser l’ensemble des données disponibles en Guyane (et parfois en Amazonie) pour les associer aux modèles qui ont été développés depuis une dizaine

<sup>1</sup>Q. MOLTO et al. (2013). « Error propagation in biomass estimation in tropical forests ». In : *Methods in Ecology and Evolution* 4.2. Sous la dir. de R. FRECKLETON, p. 175–183.

<sup>2</sup>B. HERAULT et al. (2013). « Stocks de C dans les forêts tropicales humides - Forêts naturelles & Reconstitutions post-exploitation ». In : *Carbone des pâturages de guyane et gaz à effets de serre*. Sous la dir. de V. BLANFORT et C. STAHL. Cirad, p. 38–41.

d'années<sup>1</sup> par la communauté scientifique, en lien avec les enjeux internationaux liés à cette question Carbone<sup>2</sup>.

Ce travail n'aurait pu se faire sans la mise à disposition par les services de l'ONF-Guyane de l'ensemble des données et statistiques disponibles concernant la spatialisation de et les volumes de bois extraits par l'exploitation forestière. Qu'ils en soient ici remercié.

## Objectifs

Cette étude a pour objectif général de proposer un 1<sup>er</sup> bilan Carbone de l'exploitation forestière sur le Domaine Forestier Permanent en Guyane Française. Cet objectif général se décline en plusieurs objectifs particuliers.

- Estimer les flux de C entrants et sortants de l'écosystème forestier à l'échelle de la parcelle forestière.
- Intégrer ces flux dans l'espace et dans le temps pour quantifier les flux et bilans annualisés à l'échelle du Domaine Forestier Permanent.
- Quantifier dans ces bilans la part liée aux trois processus clés :
  - Emissions liées à la décomposition des dégâts.
  - Emissions liées à la décomposition du bois sorti de la parcelle.
  - Stockage lié à la reconstitution de la biomasse vivante.
- Quantifier les incertitudes sur les flux et les bilans.
- Identifier les processus, et les modèles, clés générant ces incertitudes dans l'objectif d'identifier les priorités futures en terme d'acquisition de nouvelles connaissances.

Pour atteindre ces objectifs, plusieurs avancées méthodologiques sont nécessaires et seront développées dans le document.

- Mettre au point une méthodologie de modélisation intégrant à la fois (i) l'ensemble des sources de données disponibles ainsi que (ii) les sous-modèles pertinents qui ont été développés durant ces dernières années en Guyane ou en Amazonie.
- Développer les sous-modèles manquants et expliciter les hypothèses retenues pour ce faire.
- Proposer une architecture de modélisation permettant (i) d'articuler l'ensemble des sous-modèles utilisés et (ii) de propager hiérarchiquement les incertitudes sur les paramètres des modèles utilisés.

## Auteurs

- *Camille Piponiot-Laroche* et *Antoine Cabon* sont étudiants *AgroParisTech* du master "Ecologie des Forêts Tropicales"

à Kourou. Ils ont participé à ce travail dans le cadre de leur projet tutoré de 1<sup>er</sup> semestre. Ils ont développé les algorithmes de traitement des données et participé aux choix méthodologiques du travail.

- *Aurélië Dourdain*, VSC géomaticienne au *Cirad*, a supervisé la gestion des données et les travaux de SIG nécessaires au couplage et à la spatialisation des différentes sources de données. Elle a également réalisé l'iconographie de ce rapport.
- *Bruno Hérault*, cadre scientifique au *Cirad*, a piloté le travail, décidé des choix méthodologiques et validé les algorithmes développés. Il a également rédigé ce rapport.



# CHAPITRE 1

## Sources des données

LE modèle de bilan carbone de l'exploitation forestière sur le Domaine Forestier Permanent de Guyane française développé dans ce travail s'appuie sur différentes sources de données.

- Des données qui vont être injectées en entrée du modèle et à partir desquelles les calculs vont être effectués :
  - Données d'exploitation, issues des statistiques de l'Office National des Forêts (ONF)
  - Carte de carbone, issue du projet Guyasim<sup>1</sup>
- Des données qui vont être utilisées pour calibrer, *i.e.* paramétrer, les sous-modèles associés aux processus suivis.
  - Réseau Guyafor, particulièrement les sites de Tortue et Paracou qui seront utilisés pour estimer les dégâts associés aux volumes de bois extraits
  - Dispositif de Paracou, dont le suivi à long terme a permis de calibrer les modèles de décomposition du bois
  - Réseau TmFO, duquel sera extrait le modèle pan-amazonien de reconstitution de la biomasse aérienne

A l'exception (i) des données du réseau TmFO dont la propriété reste aux inventeurs<sup>2</sup> et (ii) des données ONF qui en garde la propriété, l'ensemble des autres données de base utilisées est compilé dans la base de données SIG de l'UMR EcoFoG et accessible sur demande.

<sup>1</sup>T. DOLLEY et al. (2013). « Guyasim , un outil d'aide à la décision pour évaluer des services écosystémiques de la forêt guyanaise ». In : *Carbone des pâturages de guyane et gaz à effets de serre*. Sous la dir. de V. BLANFORT et C. STAHL. Cirad, p. 52–55.

<sup>2</sup>P. SIST et al. « The Tropical managed Forests Observatory : a research network addressing the future of tropical logged forests ». In : *Applied Vegetation Science*. Sous la dir. de M. CHYTRY.

### 1.1 Données d'exploitation

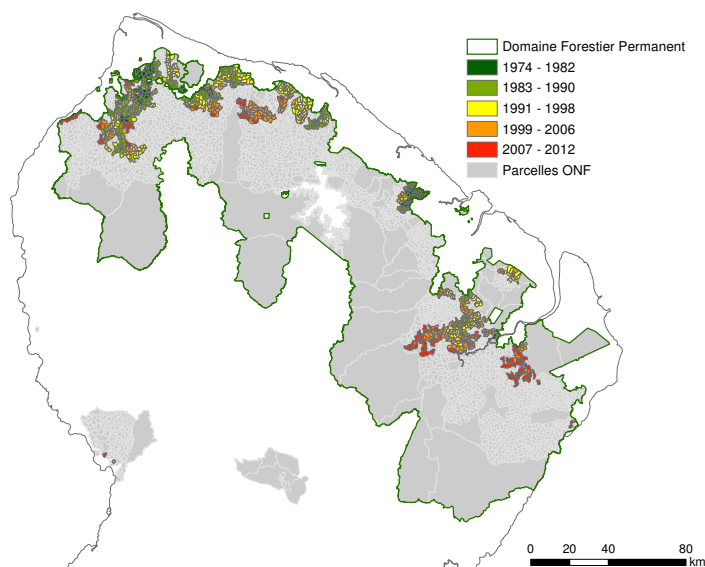
Les données d'exploitation fournies par l'ONF concerne la période 1974-2012. Les données des années 2013 et 2014 n'étaient pas encore consolidées au moment des traitements réalisés en février 2015. Ces données se présentent sous la forme suivante :

- *Code\_parc* code unique attribué à une parcelle
- *Bassin* massif d'appartenance de la parcelle
- *Gestion* type de gestion de la parcelle
- *Année\_exploitation* année de l'exploitation de la parcelle

- *Surf* surface cadastrale en hectare calculé par SIG
- *Surface\_exploitée* surface exploitée (en ha)
- *Volume\_reellement\_exploité* volume exploité (en m<sup>3</sup>)
- *Vha Exploit* intensité de l'exploitation (Volume / Surf. Exploitée) en m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>

Associés à ces données, l'ONF a fourni un shapefile *Parcellaire forestier de l'ONF 2014.shp* permettant de spatialiser les parcelles forestières et leurs exploitations dans le temps (figure 1.1).

FIGURE 1.1 : Données spatio-temporelles d'exploitation forestière, agrégées par parcelles forestières  $p$ , sur le Domaine Forestier Permanent de Guyane française.



Deux types de traitements sur ces données ont été réalisés. En effet, il faut distinguer la période 1974 à 1994, et celle de 1995 à 2012, car les statistiques d'archives n'ont pas une robustesse absolue (problème d'archivage des données en remontant le temps).

- Jusqu'en 1994, les intensités d'exploitation  $Vext_p$  par parcelle  $p$  sont fixées, à dire d'expert, ainsi :
  - Pour les *Bassins* de l'Ouest, un prélèvement de 3 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> cadastral
  - Pour les *Bassins* des autres massifs, un prélèvement de 5 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> cadastral
- A partir de 1995, les données sont robustes au niveau des surfaces et des volumes extraits. L'intensité d'exploitation  $Vext$  de la parcelle  $p$  est donc calculée ainsi :

$$Vext_p = \frac{Volume\_reellement\_exploité_p}{Surface\_exploitée_p} \quad (1.1)$$

Pour le calcul des *Surface\_exploitée* par parcelle  $p$  dans le cas où l'information est manquante on applique, à dire d'expert :

$$Surface\_exploitée_p = \frac{Surf_p}{2} \quad (1.2)$$

L'évolution des surfaces exploitées a été croissante jusqu'en 2000 (figure 1.2). Depuis, ces surfaces se maintiennent entre 3000 et 5000ha. Les volumes exploités ont, eux, régulièrement augmenté sur toute la période et oscillent aujourd'hui autour de 70.000 m<sup>3</sup>. Depuis le début des années 2000, l'augmentation des volumes exploités à surfaces exploitées constantes s'est faite par une intensification des prélèvements qui se situent, désormais régulièrement, au-dessus de 15 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>. Les intensités attribuées à dire d'expert, avant 1995, ne semblent pas engendrer d'effet de seuil remarquable.

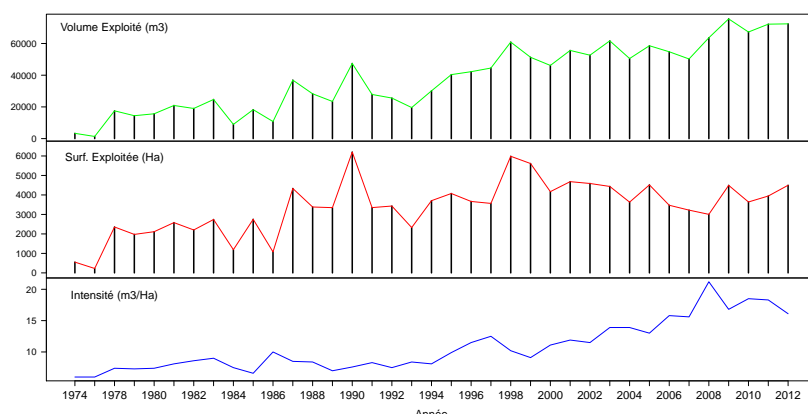


FIGURE 1.2 : Evolution, de 1974 à 2012, des volumes et surfaces exploitées ainsi que de l'intensité d'exploitation sur le Domaine Forestier Permanent de Guyane française.

## 1.2 Carte de carbone

La carte de carbone utilisée dans ce travail est la carte développée par Stéphane Guitet qui s'appuie sur

- Les résultats méthodologiques obtenus par Quentin Molto<sup>3</sup> dans le cadre du projet Guyasim<sup>4</sup>
- Les données géomorphologiques<sup>5</sup> et biologiques<sup>6</sup> du projet 'Habitats'

Dans un premier temps, un modèle paramétré à l'échelle de l'arbre permet de connaître la biomasse aérienne des arbres de parcelles forestières inventoriées. Dans un second temps, un modèle à l'échelle de la parcelle forestière permet de relier la biomasse de la forêt aux variables environnementales clés, permettant ainsi l'extrapolation spatiale du modèle (figure 1.3).

La carte de biomasse obtenue est une carte de biomasse sèche à l'échelle de la Guyane avec une résolution de 1000×1000m. Cette carte ne présente pas de biais d'estimation, contrairement aux cartes produites jusqu'à présent à partir de données satellitaires qui sous-estiment les valeurs de biomasses supérieures à 400 T.ha<sup>-1</sup>.

Pour déduire le stock de carbone à partir de la carte de biomasse sèche, le facteur de conversion de la biomasse sèche au

<sup>3</sup>Q. MOLTO (2012). « Estimation de Biomasse en forêt tropicale humide - Propagation des incertitudes dans la modélisation de la distribution spatiale de la biomasse en Guyane française ». Thèse de doct., p. 186.

<sup>4</sup>T. DOLLEY et al. (2013). « Guyasim, un outil d'aide à la décision pour évaluer des services écosystémiques de la forêt guyanaise ». In : *Carbone des pâturages de guyane et gaz à effets de serre*. Sous la dir. de V. BLANFORT et C. STAHL. Cirad, p. 52-55.

<sup>5</sup>S. GUITET et al. (2013). « Landform and landscape mapping, French Guiana (South America) ». In : *Journal of Maps* 9.3, p. 325-335.

<sup>6</sup>S. GUITET et al. (2014). « Estimating tropical tree diversity indices from forestry surveys : A method to integrate taxonomic uncertainty ». In : *Forest Ecology and Management* 328, p. 270-281.

FIGURE 1.3 : Modèle conceptuel de construction de la carte Carbone de Guyane française.

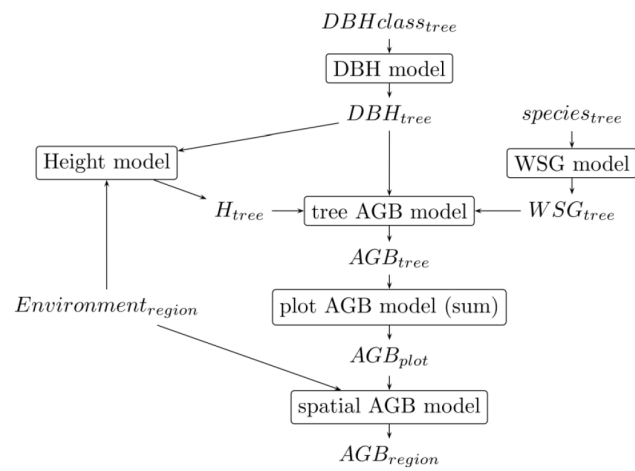
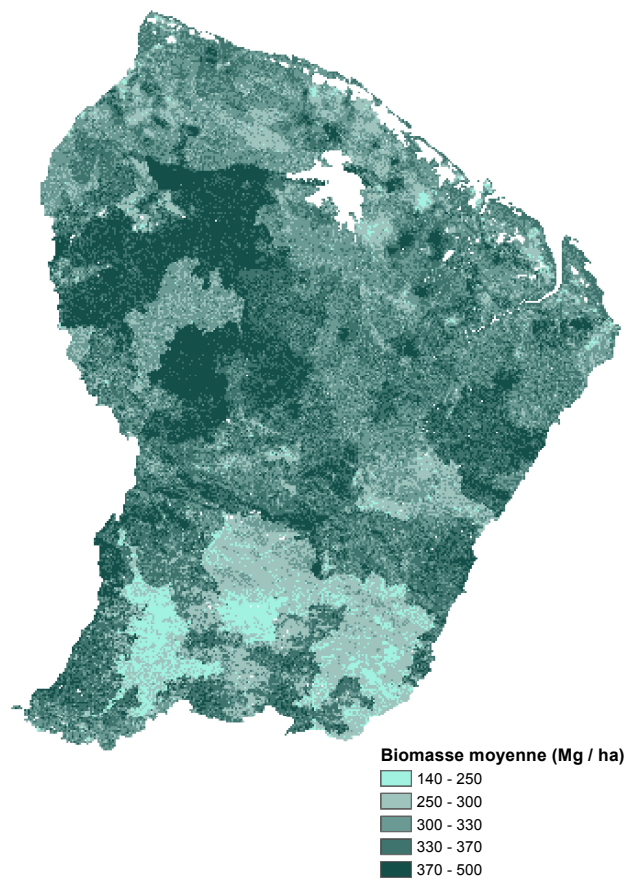


FIGURE 1.4 : Carte de la biomasse sèche sur le territoire guyanais.





carbone, qui est fixé à 0.5, sera appliqué *a posteriori*. Ainsi la biomasse initiale  $AGB0_p$  d'une parcelle  $p$  est obtenue par :

$$AGB0_p = \sum_{pi} AGB_{pi} \times Surf_{pi} \quad (1.3)$$

où  $AGB_{pi}$  représente la biomasse sèche d'un pixel  $pi$  inclus dans la parcelle  $p$  et  $Surf_{pi}$  la surface relative du pixel  $pi$  incluse dans la parcelle  $p$ .

### 1.3 Réseau Guyafor

Le réseau Guyafor (figure 1.5), réseau de parcelles permanentes forestières en Guyane a été mis en place pour caractériser l'hétérogénéité spatio-temporelle du fonctionnement des forêts guyanaises.

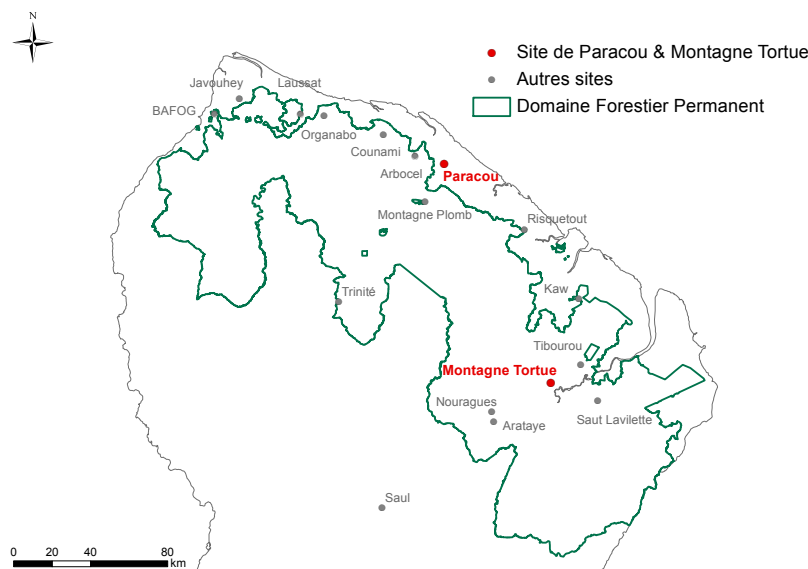


FIGURE 1.5 : Le réseau Guyafor, ensemble de parcelles forestières permanentes gérées conjointement par le Cirad, l'Inra et le CNRS. Les données issues des sites de Montagne Tortue et de Paracou ont été utilisées pour paramétrer les modèles liant les volumes extraits  $V_{ext}$  aux biomasses perdues  $dAGB$ .

Depuis 2000, les efforts conjoints du Cirad, de l'ONF et du CNRS ont abouti à une gestion concertée des parcelles pré-existantes et des nouvelles parcelles à installer. Les données régulièrement enregistrées sont de 3 ordres :

- Dynamique forestière, à savoir recrutement, croissance et mortalité des arbres constituant le peuplement.
- Détermination botanique, permettant d'attribuer à chaque arbre une densité de bois indispensable pour faire les estimations de biomasse.
- Caractérisation environnementale, sur laquelle se base les modèles d'extrapolation régionale.

Les données issues du réseau Guyafor ont été mobilisées pour paramétrer les modèles liant les volumes extraits  $V_{ext}$  aux biomasses perdues  $dAGB$  sur chaque parcelle  $p$ . Parmi l'ensemble

des sites inventoriés, seuls deux vérifiaient les conditions suivantes :

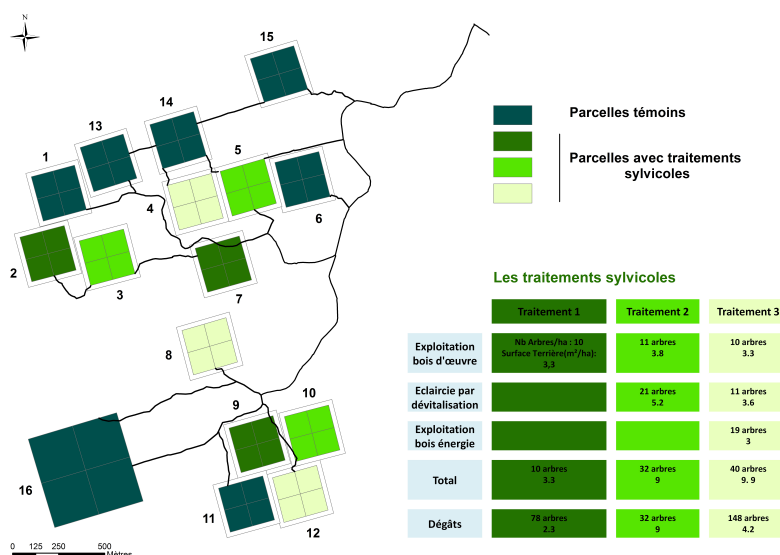
- Présence d'inventaires pré-exploitation.
- Statistiques fiables sur les volumes extraits lors de l'exploitation.

Il s'agit des sites de *Montagne Tortue* et de *Paracou*. Un 3<sup>ème</sup> site, *Saut Lavilette*, pourrait potentiellement fournir des données adéquates dans un futur proche.

## 1.4 Dispositif de Paracou

Le dispositif de Paracou (N 5°15' O 52°55') est implanté sur une concession accordée au Cirad par le CNES (Centre National d'Etudes Spatiales), sur la commune de Sinnamary. L'objectif initial du dispositif était d'étudier les effets d'interventions sylvicoles simples et peu coûteuses sur la reconstitution du peuplement forestier. Le but des travaux menés initialement à Paracou était donc d'établir un « modèle » d'exploitation forestière qui, tout en assurant une production de bois, permette le renouvellement des essences de valeur. Différents traitements sylvicoles ont donc été testés sur les 12 parcelles de 6.25 ha mises en place à partir de 1984 (figure 1.6).

FIGURE 1.6 : Le dispositif de Paracou est installé depuis 1984 sur la commune de Sinnamary. Plus de 120.000 arbres sont inventoriés tous les 1-2 ans, fournissant des données d'une qualité inégalée pour calibrer les modèles de décomposition / reconstitution des stocks de Carbone dans les forêts tropicales après exploitation.



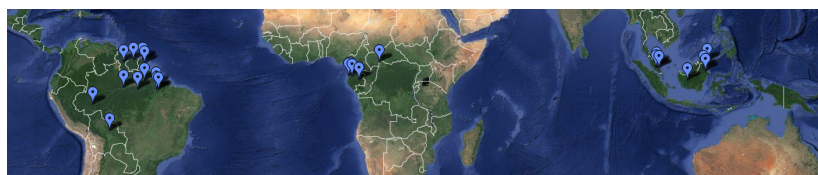
Tous les individus présents sur le dispositif ont été suivis annuellement depuis l'installation des parcelles forestières en 1984. Ce suivi fin et régulier a permis, notamment, d'enregistrer l'année de mort des arbres, de suivre l'évolution de leur biomasse morte dans le temps, d'en inférer leur constante de décomposition, puis de modéliser la vitesse de décomposition du bois en fonction des caractéristiques individuels de l'arbre<sup>7</sup>. Ces données

<sup>7</sup>B. HÉRAULT et al. (2010). « Modeling decay rates of dead wood in a neotropical forest. » In : *Oecologia* 164.1, p. 243–51.

ont permis d'inférer, à l'échelle du peuplement, la constante de décomposition du gros bois  $\lambda_{wb}$ .

## 1.5 Tropical managed Forest Observatory

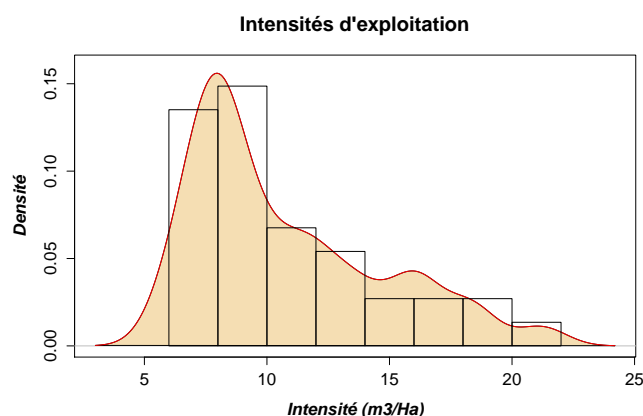
L'observatoire des forêts tropicales aménagées, TmFO<sup>8</sup>, est un nouveau projet de suivi la dynamique des forêts tropicales aménagées coordonné par le Cirad et financé par le programme Sentinel Landscape du macro programme 6 du CGIAR, impliquant 15 institutions de recherche. TmFo met en relation des réseaux de chercheurs nationaux sur des dispositifs de suivi de très longue durée dans les écosystèmes forestiers des forêts denses d'Amazonie, Afrique centrale et Asie du Sud Est (figure 1.7). Son principal objectif est d'évaluer la résilience des forêts tropicales exploitées face aux perturbations et leur capacité à produire des biens et des services de façon durable.



<sup>8</sup>P. SIST et al. « The Tropical managed Forests Observatory : a research network addressing the future of tropical logged forests ». In : *Applied Vegetation Science*. Sous la dir. de M. CHYTRY.

FIGURE 1.7 : Localisation des dispositifs forestiers pantropicaux adhérant au projet TmFO. Dans ce travail, le modèle de reconstitution de la biomasse utilisé a été calibré en utilisant uniquement les données amazoniennes.

Nous avons utilisé dans ce travail les résultats des analyses menés par le groupe TmFO-Amazonie concernant le modèle de reconstitution de la biomasse. En effet, seul le site de Paracou (les 3 parcelles du traitement 1) était en mesure de nous fournir des données, avec la profondeur historique nécessaire<sup>9</sup>, pour calibrer un modèle de reconstitution de la biomasse. Nous avons donc considéré qu'il était préférable de mobiliser un modèle plus robuste dans ses capacités prédictives, *i.e.* un modèle calibré à l'échelle amazonienne. Ce modèle amazonien présente également un autre avantage, c'est d'inclure dans les sites de calibration des volumes extraits  $V_{ext}$  relativement faibles et similaires à ceux souvent observés en Guyane (figure 1.8).



<sup>9</sup>F. WAGNER et al. (2010). « Effects of Plot Size and Census Interval on Descriptors of Forest Structure and Dynamics ». In : *Biotropica* 42.6, p. 664–671.

FIGURE 1.8 : Variabilité des intensités d'exploitation observées en Guyane française de 1974 à 2012. L'intensité moyenne est proche de  $11 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$  exploités alors que le mode (intensité la plus fréquente) est de  $8 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ .



## CHAPITRE 2

# Modélisation

L'OBJECTIF général est de construire un modèle qui permet de faire un bilan carbone à l'échelle d'une parcelle forestière, sur toute la durée de vie de cette parcelle, et qui puisse être agrégé à l'échelle du territoire guyanais. Concrètement, les statistiques disponibles pour ce faire sont les volumes extraits (enregistrés ou estimés) et les surfaces exploitées. A partir de ces deux données de base, vont être estimés, grâce à une succession de modèles emboîtés les uns dans les autres, les flux suivants :

- Emissions liées à la décomposition des dégâts d'exploitation.
- Emissions liées à la décomposition du bois sorti de la parcelle.
- Stockage lié à la reconstitution de la biomasse vivante.

Par convention, nous noterons en positif les flux liés aux émissions vers l'atmosphère et en négatif les flux liés à la reconstitution de la biomasse sur la parcelle. Le modèle conceptuel est un modèle de type 'compartiments' où les flux entre compartiments sont estimés dans le temps (figure 2.1) puis intégrés dans l'espace.

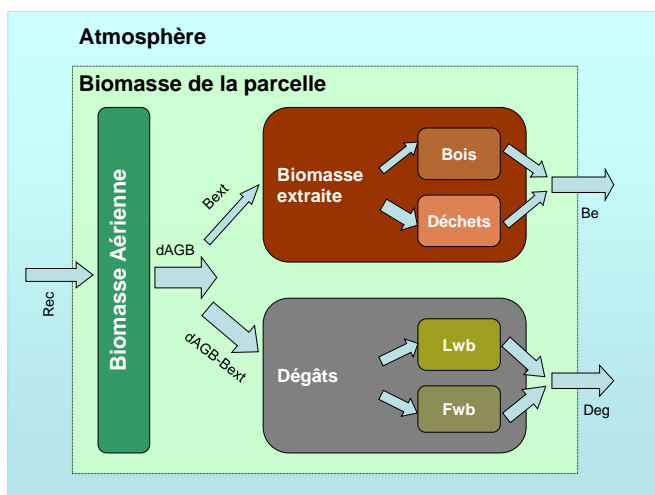


FIGURE 2.1 : Modèle conceptuel utilisé pour établir le bilan carbone d'une parcelle  $p$  à un temps  $t$ . Ce modèle est ensuite intégré dans le temps et l'espace pour établir le bilan carbone de l'exploitation forestière sur le Domaine Forestier Permanent de 1974 à 2012.

## 2.1 Emissions liées à la décomposition du bois sorti de la parcelle

La biomasse  $Bext$  extraite d'une parcelle  $p$  est estimée grâce à l'équation suivante :

$$Bext_p = Vext_p \times Dext \quad (2.1)$$

où  $Vext_p$  représente le volume de bois extrait de la parcelle  $p$  tel que enregistrée dans la base de données de l'ONF et  $Dext$  représente la densité moyenne des essences commerciales extraites estimées par une moyenne pondérée des densités d'Angélique *Dicorynia guianensis* (d=0.76) pour 50%, de Gonfolo rose *Qualea rosea* (d=0.725) pour 25% et de Grignon franc *Sextonia rubra* (d=0.65) pour 25%.

De cette biomasse extraite  $Bext_p$  au temps  $t0$ , deux composantes sont déduites.

- Les déchets de scierie (pertes, sciures).
- Le bois commercialisable (planches).

### 2.1.1 Déchets de scierie

Les déchets  $déchets_p$  de scierie de la parcelle  $p$  sont estimés par

$$déchets_p = \frac{2}{3} \times Bext_p \quad (2.2)$$

et sont considérés comme repartant instantanément (*i.e.* au temps  $t0$ ) dans l'atmosphère<sup>1</sup>.

<sup>1</sup>M. KELLER et al. (2004). « Coarse woody debris in undisturbed and logged forests in the eastern Brazilian Amazon ». In : *Global Change Biology* 10.5, p. 784–795.

### 2.1.2 Bois commercialisable

Le bois  $Bois_p$  issu de la parcelle  $p$  destiné à la commercialisation suit un modèle de décomposition de type exponentiel.

$$Bois_{pt} = \frac{1}{3} \times Bext_p \times \exp(-\lambda_{bois} \times (t - t0)) \quad (2.3)$$

où  $Bois_{pt}$  représente la biomasse stocké dans le  $Bois$  au temps  $t$  provenant de la parcelle  $p$ ,  $(Bois_{pt} - Bois_{pt0})$  la biomasse répartie dans l'atmosphère et la constante  $\lambda_{bois}$  de décomposition du bois d'œuvre estimée par

$$\lambda_{bois} = \frac{\log(2)}{t_{0.5}} \quad (2.4)$$

avec

$$t_{0.5} \sim \mathcal{N}_t(30, 15^2) \quad (2.5)$$

où la demi-vie du bois  $t_{0.5}$  est tirée pour chaque simulation dans  $\mathcal{N}_t(30, 15^2)$ , représentant une loi normale tronquée en 0 d'espérance 30 et d'écart-type 15, suivant les recommandations de l'IPCC<sup>2</sup>.

## 2.2 Emissions liées à la décomposition des dégâts d'exploitation

Toute exploitation forestière génère des dégâts plus ou moins importants selon les modes d'exploitation utilisés<sup>3</sup>. Ces dégâts sont souvent difficiles à quantifier. L'estimation de la biomasse perdue par l'exploitation forestière nécessite l'installation de parcelles permanentes avant l'exploitation et un suivi régulier durant les 5 ans suivant l'exploitation, le minimum de biomasse étant souvent atteint en 2-3 ans<sup>4</sup>. Dans ce travail, comme les intensités d'exploitation sont relativement faibles (figure 1.8), nous considérerons que la perte de biomasse  $dAGB$  est immédiate, *i.e.* l'année suivant l'exploitation.

<sup>3</sup>B. GRISCOM et al. (2014). « Carbon emissions performance of commercial logging in East Kalimantan, Indonesia. » In : *Global change biology* 20.3, p. 923–37.

<sup>4</sup>L. BLANC et al. (2009). « Dynamics of aboveground carbon stocks in a selectively logged tropical forest ». In : *Ecological Applications* 19.6, p. 1397–1404.

### 2.2.1 Pertes de biomasse et Dégâts d'exploitation

La biomasse perdue  $dAGB_p$  sur la parcelle  $p$  après exploitation est estimée à partir des données issues des dispositifs de Paracou (3 parcelles en Traitement 1) et de Tortue (2 parcelles). Le nombre de données étant faible, les incertitudes sur le modèle sont importantes. Un modèle linéaire a été choisi pour lier les deux variables. S'est posée la question de l'ordonnée à l'origine. Deux possibilités sont envisageables :

- Lorsque l'exploitation est nulle, les dégâts induits *de facto* sont nuls, suggérant l'absence d'ordonnée à l'origine dans le modèle linéaire.
- A partir du moment où l'exploitant rentre dans la forêt, cela génère des dégâts, qu'il en ressorte, ou non, avec des grumes, suggérant dès lors la présence d'une ordonnée à l'origine dans le modèle.

La 2<sup>nde</sup> solution a été retenue, le modèle avec ordonnée à l'origine ayant un meilleur critère d'ajustement  $AIC$ <sup>5</sup> que le modèle sans.

<sup>5</sup>H. AKAIKE (1981). « Likelihood of a model and information criteria ». In : *Journal of econometrics* 16, p. 3–14.

$$dAGB_p = \theta_0 + \theta_1 \times Vextpi + \epsilon_p \quad (2.6)$$

avec

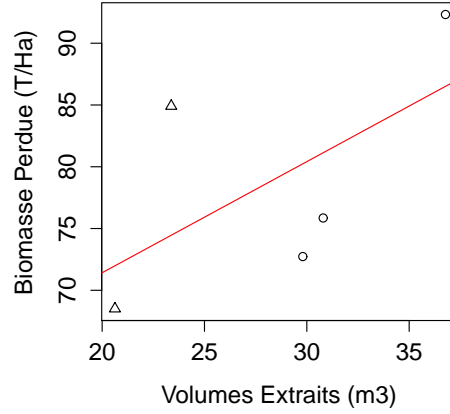
$$\epsilon_p \sim \mathcal{N}(0, \sigma^2) \quad (2.7)$$

où les biomasses perdues  $dAGB_p$  de la parcelle  $p$  sont reliés aux volumes extraits  $Vext_p$  de la parcelle  $p$ . Le modèle a été inféré pour les deux paramètres  $\theta_0$  et  $\theta_1$  et les distributions obtenues sont :

$$\theta_0 \sim \mathcal{N}(53, 20^2) ; \theta_1 \sim \mathcal{N}(0.90, 0.7^2) \quad (2.8)$$

L'incertitude sur les paramètres  $\theta_0$  et  $\theta_1$  est relativement grande et est en grande partie liée au faible nombre de données disponibles (figure 2.2).

FIGURE 2.2 : Modélisation de la relation entre Volumes extraits  $V_{ext}$  et la biomasse perdue  $dAGB$  sur la parcelle exploitée  $p$ . Les points noirs représentent les données et la ligne rouge les prédictions du modèle. Les triangles représentent les deux parcelles de Tortue, les ronds les trois parcelles de Paracou, traitement 1.



Aux biomasses perdues  $dAGB_p$  sont retranchées les volumes extraits  $V_{ext_p}$ , la résultante correspondant aux dégâts d'exploitation  $degats_p$ .

$$degats_p = dAGB_p - V_{ext_p} \quad (2.9)$$

Ces dégâts liés à l'exploitation sont ensuite séparés en petits bois  $Fwb$  et gros bois  $Lwb$  par parcelle  $p$ . A l'échelle de l'arbre  $i$ , la fraction de gros bois  $Lwb$  est donnée par la relation<sup>6</sup> :

$$Lwb_i = 0.774 + 0.0018 \times DBH_i \quad (2.10)$$

où  $DBH_i$  représente le diamètre à hauteur de poitrine de l'individu  $i$ . Cette fraction a été estimée pour tous les individus des parcelles de Paracou, avant exploitation, pour en tirer une fraction moyenne à l'échelle du peuplement  $Lwb_p$  :

$$Lwb_p = \frac{\sum_i (Lwb_i \times Agb_i)}{\sum_i Agb_i} = 0.849 \quad (2.11)$$

où  $Agb_i$  représente la biomasse estimée, en utilisant un modèle de hauteur régional<sup>7</sup> et un modèle allométrique pantropical<sup>8</sup>, d'un individu  $i$ . La fraction de petits bois  $Fwb_p$  est alors directement obtenue :

$$Fwb_p = 1 - Lwb_p = 0.151 \quad (2.12)$$

### 2.2.2 Petits Bois

La décomposition de la fraction de biomasse composée de petits bois suit le modèle suivant<sup>9</sup> :

$$Fwb_{pt} = Fwb_p \times \exp(-\lambda_{fwb} \times (t - t_0)) \quad (2.13)$$

<sup>6</sup>J. Q. CHAMBERS et al. (2004). « Response of tree biomass and wood litter to disturbance in a Central Amazon forest. » In : *Oecologia* 141.4, p. 596–611.

<sup>7</sup>Q. MOLTO et al. (2014). « Predicting tree heights for biomass estimates in tropical forests – a test from French Guiana ». In : *Biogeosciences* 11.12, p. 3121–3130.

<sup>8</sup>J. CHAVE et al. (2014). « Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. » In : *Global change biology*, p. 3177–3190.

<sup>9</sup>J. CHAMBERS et al. (2000). « Decomposition and carbon cycling of dead trees in tropical forests of the central Amazon ». In : *Oecologia*, p. 380–388.



avec

$$\lambda_{fwb} \sim \mathcal{N}(0.19, 0.026^2) \quad (2.14)$$

où  $Fwb_{pt}$  est la fraction de petits bois restant sur la parcelle  $p$  au temps  $t$ ,  $\lambda_{fwb}$  la constante de décomposition du petit bois qui est tirée dans une loi normale  $\mathcal{N}(0.19, 0.026)^{10}$ .

### 2.2.3 Gros Bois

Il n'existe pas de modèle de décomposition du gros bois à l'échelle du peuplement. Nous sommes donc reparti d'un modèle de décomposition du gros bois à l'échelle individuelle, précédemment développé<sup>11</sup> :

$$Lwb_{it} = Lwb_i \times \exp\left(\frac{\theta_2}{WD_i^{\theta_3} \times Circ_i^{\theta_4}} \times (t - t_0)\right) \quad (2.15)$$

avec

$$\theta_2 \sim \mathcal{N}(4.01, 1.15^2); \theta_3 \sim \mathcal{N}(1.82, 0.13^2); \theta_4 \sim \mathcal{N}(0.85, 0.06^2) \quad (2.16)$$

où  $Lwb_{it}$  est la fraction de gros bois restant dans la forêt pour l'arbre  $i$  au temps  $t$ ,  $WD_i$  la densité du bois de l'individu  $i$ ,  $Circ_i$  la circonférence de l'individu  $i$  et  $\theta_{2,3,4}$  les paramètres du modèle tirés dans des lois normales  $\mathcal{N}$ . Pour passer à l'échelle de la parcelle, le modèle est appliquée à l'ensemble des individus  $i$  de parcelles naturelles de Paracou. Les trajectoires de décomposition individuelles sont ensuite agrégées  $Lwb_{pt}$  à chaque pas de temps  $t$  et un nouveau modèle est calibré à l'échelle du peuplement.

$$Lwb_{pt} = Lwb_p \times \exp(-\lambda_{lwb} \times (t - t_0)) \quad (2.17)$$

Le modèle a été inféré sur les données agrégées et la distribution de  $\lambda_{lwb}$  obtenue est :

$$\lambda_{lwb} \sim \mathcal{N}(0.0730, 0.0006^2) \quad (2.18)$$

Ceci correspond à une demi-vie  $\frac{\log(0.5)}{-\lambda_{lwb}}$  d'espérance 9.5 années.

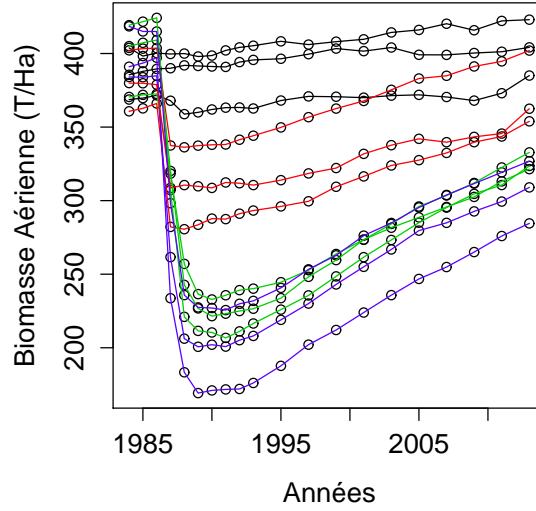
## 2.3 Stockage lié à la reconstitution de la biomasse vivante

La reconstitution de la biomasse aérienne vivante dans la forêt exploitée est approximée par une fonction linéaire dépendant du temps  $(t - t_0)$  écoulé depuis l'exploitation. Cette approximation linéaire est discutable mais se justifie par le comportement de la courbe de reconstitution de la biomasse sur les parcelles de Paracou depuis 25 ans (figure 2.3).

<sup>10</sup>J. CHAMBERS et al. (2000). « Decomposition and carbon cycling of dead trees in tropical forests of the central Amazon ». In : *Oecologia*, p. 380–388.

<sup>11</sup>B. HÉRAULT et al. (2010). « Modeling decay rates of dead wood in a neotropical forest. » In : *Oecologia* 164.1, p. 243–51.

FIGURE 2.3 : Reconstitution de la biomasse aérienne sur le dispositif de Paracou (T1 rouge, T2 vert, T3 bleu, Contrôle noir) depuis les inventaires pré-exploitation jusqu'à nos jours. L'approximation linéaire ne peut être rejeté pour modéliser la reconstitution de la biomasse, notamment sur les parcelles T1 qui ont les taux de prélèvement les plus proches des taux actuellement observés en Guyane.



Les parcelles du Traitement 1 arrive actuellement à des niveaux de biomasse aérienne similaires aux niveaux pré exploitation. Leurs vitesses de reconstitution de la biomasse ne semble pas ralentir. Ceci suggère que le comportement à long terme de ces parcelles, dans l'hypothèse où les trajectoires seraient asymptotiques aux niveaux de biomasse pré-exploitation, pourraient osciller autour de l'asymptote pendant un certain nombre de cycles, l'amplitude d'oscillation diminuant avec le temps. Si ce comportement n'est pas connu en forêts tropicales humides, faute d'expériences, il s'agit là d'un phénomène écologique répandu dans la nature<sup>12</sup> et qui apparaît souvent comme propriété émergente dans la réponse à la perturbation des forêts tropicales simulées *in silico*<sup>13</sup>.

Admettant cette approximation linéaire, nous avons fait le choix, pour ce modèle central, d'utiliser un modèle de reconstitution de la biomasse issu du réseau amazonien de parcelles permanentes forestières *TmFO*<sup>14</sup>. Ce faisant, nous privilégions la robustesse (la capacité du modèle à prédire un jeu de données différent du jeu de données d'apprentissage) au détriment de la précision (la qualité d'ajustement du modèle sur les données d'apprentissage). Le temps nécessaire  $RT$  pour revenir à la biomasse initiale  $AGB\theta_p$  sur la parcelle  $p$  est égal à :

$$RT_p = \left( \frac{100 \times dAGB_p}{AGB\theta_p} \right)^{\theta_5} \quad (2.19)$$

avec

$$\theta_5 \sim \mathcal{N}(1.100, 0.013^2) \quad (2.20)$$

La biomasse reconstituée  $AGBr_{pt}$  au temps  $t$  sur la parcelle

<sup>12</sup>J. DRAKE et al. (2007). « Emergence in Ecological Systems ». In : *From Energetics to Ecosystems : The Dynamics and Structure of Ecological Systems*. Sous la dir. de N. ROONEY. Springer, p. 157–183.

<sup>13</sup>S. GOURLET-FLEURY et al. (2005). « Using models to predict recovery and assess tree species vulnerability in logged tropical forests : A case study from French Guiana ». In : *Forest Ecology and Management* 209.1-2, p. 69–85.

<sup>14</sup>P. SIST et al. « The Tropical managed Forests Observatory : a research network addressing the future of tropical logged forests ». In : *Applied Vegetation Science*. Sous la dir. de M. CHYTRY.

$p$  est alors donnée par l'équation :

$$AGBr_{pt} = \min \left( dAGB_p; (t - t_0) \times \frac{dAGB_p}{RT_p} \right) \quad (2.21)$$

A chaque pas de temps, toutes les équations du modèle sont appliquées sur les 1171 parcelles du jeu de données d'exploitation de manière à estimer les trois flux principaux :

- Emissions liées à la décomposition des dégâts d'exploitation.
- Emissions liées à la décomposition du bois sorti de la parcelle.
- Stockage lié à la reconstitution de la biomasse vivante.

## 2.4 Gestion des incertitudes

Un des objectifs de ce travail est également de propager proprement les incertitudes afin d'obtenir les intervalles de confiance des statistiques obtenues. Pour ce faire, nous considérons les paramètres des modèles que nous avons utilisé non comme des quantités certaines mais comme des quantités incertaines. Le principe de la propagation des incertitudes est le suivant.

- Etape 1 : tous les paramètres du modèle sont tirés dans leurs lois de distribution (table 2.1)
- Etape 2 : le modèle est appliqué, avec les paramètres tirés lors de l'étape 1 pour toutes les parcelles du DFP et sur 100 ans.
- Etape 3 : les statistiques résumées sont calculées
- Etape 4 : les étapes 1 à 3 sont répétées 1000 fois et les statistiques résumées sont stockées
- Etape 5 : les intervalles de confiance à 95 % sur les statistiques résumées sont estimés

Modèle	Paramètre	Rôle	$\mu$	$\sigma$
Bois sorti	$\lambda_{bois}$	Constante de décomposition	30	15
Dégâts	$\theta_0$	Ordonnée à l'origine pour $Vext = 0$	53	20
Dégâts	$\theta_1$	Pente liant $Vext$ à $dAGB$	0.9	0.7
Dégâts	$\lambda_{fwb}$	Constante de décomposition du petit bois	0.19	0.026
Dégâts	$\lambda_{lwb}$	Constante de décomposition du gros bois	0.073	$6.10^{-4}$
Reconstitution	$\theta_5$	Vitesse de recouvrement	1.1	0.013

TABLE 2.1 : Lois de tirage des paramètres du modèles de bilan Carbone.

Afin de quantifier le rôle de chaque source d'incertitudes, *i.e.* des écart-types  $\sigma$  associés à chaque paramètre du modèle, nous

avons alternativement forcé à 0 les  $\sigma$  et estimé l'effet de ce forçage sur les statistiques résumés. Ce faisant, nous pouvons quantifier la diminution des intervalles de confiance imputable aux incertitudes sur chaque paramètre<sup>15</sup> et donc prioriser les efforts d'acquisition de données supplémentaires.

<sup>15</sup>Q. MOLTO (2012). « Estimation de Biomasse en forêt tropicale humide - Propagation des incertitudes dans la modélisation de la distribution spatiale de la biomasse en Guyane française ». Thèse de doct., p. 186.

## CHAPITRE 3

# Résultats

**S**UR la période 1974-2012, 1155 parcelles forestières incluses dans le Domaine Forestier Permanent (DFP) ont été exploitées avec une intensité moyenne de  $11.28 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$ . Cependant, la diversité des intensités d'exploitation est importante (figure 1.8), l'intensité moyenne a évolué à la hausse dans le temps (figure 1.2) et nous rapportons dans un premier temps les résultats à l'échelle de la parcelle forestière.

### 3.1 A l'échelle de la parcelle

Pour mieux comprendre l'évolution à long terme des flux, et l'importance relative de ces flux dans le bilan, nous les avons simulé sur 2 parcelles exploitées en 2000 avec des intensités très différentes (figure 3.1).

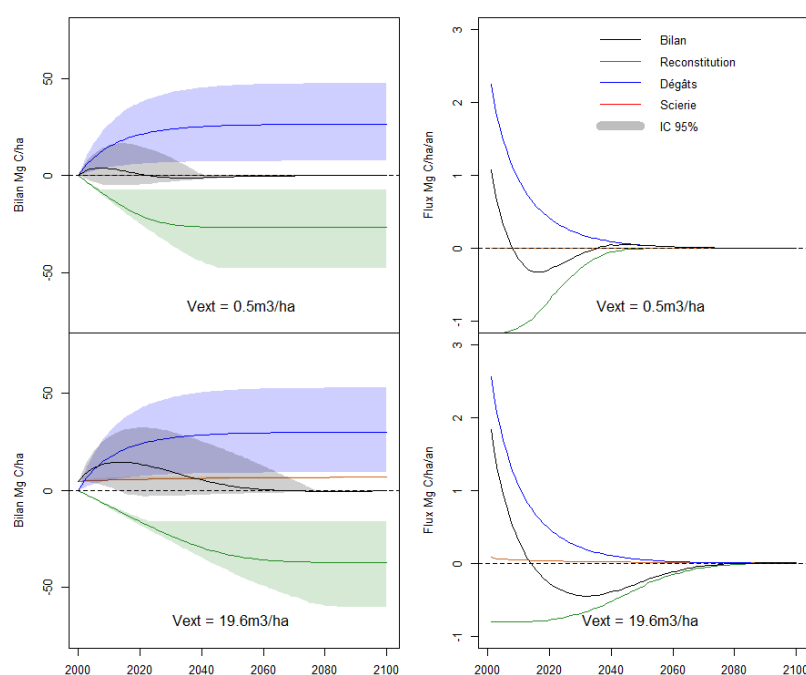


FIGURE 3.1 : Bilan et Flux de Carbone annuels sur deux parcelles ayant été exploitées en 2000 avec deux intensités très différentes, l'une très faiblement (en haut) et l'autre plus beaucoup plus fortement (en bas). La parcelle faiblement exploitée retrouvera un bilan nul en 20 ans, la très exploitée en 60 ans.

Le 1<sup>er</sup> résultat marquant est que l'intensité d'exploitation a finalement un impact limité sur les flux annuels entrant et sortant de Carbone. Cette intensité a, par contre, un effet important sur le temps de restockage, *i.e.* le nombre d'années nécessaires pour que le bilan de la parcelle revienne à 0. Cette homogénéité des réponses (en termes de flux entrants et sortants) à l'intensité d'exploitation est à mettre en relation avec :

- pour les flux sortants, la valeur extrêmement basse de la pente  $\theta_1$  liant  $dAGB$  à  $V_{ext}$ , la perte de biomasse liée à l'exploitation est plus ou moins constante.
- pour les flux entrants, le modèle de reconstitution de la biomasse qui ne dépend que de la biomasse initiale sur la parcelle  $AGB\theta_p$ , cette biomasse étant peu variable sur le DFP<sup>1</sup>.

<sup>1</sup>Q. MOLTO (2012). « Estimation de Biomasse en forêt tropicale humide - Propagation des incertitudes dans la modélisation de la distribution spatiale de la biomasse en Guyane française ». Thèse de doct., p. 186.

Quel que soit l'intensité d'exploitation  $V_{ext}$ , les flux de carbone provenant de la biomasse extraite partant en scierie  $B_{ext}$  peuvent être considérés comme quasiment négligeables. Les flux positifs sont en grande majorité dus à la décomposition des dégâts d'exploitation. Le flux global de Carbone sur la parcelle est ainsi positif sur les 5-10 premières années à cause des grandes quantités de Carbone émises dans l'atmosphère par la décomposition des dégâts. Ce flux global devient ensuite négatif quand la vitesse de décomposition des dégâts devient inférieure à la vitesse de reconstitution de la biomasse. Après 20 à 60 ans, en fonction de l'intensité d'exploitation, le bilan devient nul. Cependant, les incertitudes sont grandes autour de ces valeurs, et si l'on regarde le bilan, chacun peut remarquer que le zéro est toujours contenu dans l'intervalle de confiance à 95%.

## 3.2 A l'échelle du Domaine Forestier Permanent

### 3.2.1 Flux

Toutes parcelles agrégées, le flux annuel net est positif sur toute la période 1974-2012 (figure 3.2) même si, encore une fois, le zéro est quasiment toujours inclus dans l'intervalle de confiance à 95%. Si l'on regarde les flux annuels moyens, on peut remarquer que le flux net annuel augmente rapidement de 1974 à 1990, où il atteint un maximum avec 30 Gg C émis dans l'atmosphère. Ensuite ce flux net annuel stagne jusqu'en 2003. Depuis, ce flux net annuel diminue, tout en restant positif, pour s'établir en 2012 à 14 Gg C émis dans l'atmosphère. Ce comportement est certainement à mettre en relation avec l'augmentation des surfaces exploitées jusqu'en 1990, alors que depuis 1990, l'augmentation des volumes extraits se fait par une intensification des prélèvements, générant de moins en moins de dégâts par  $m^3$  de bois prélevé. Mais c'est aussi le signe que nous entrons dans une phase de compensation,

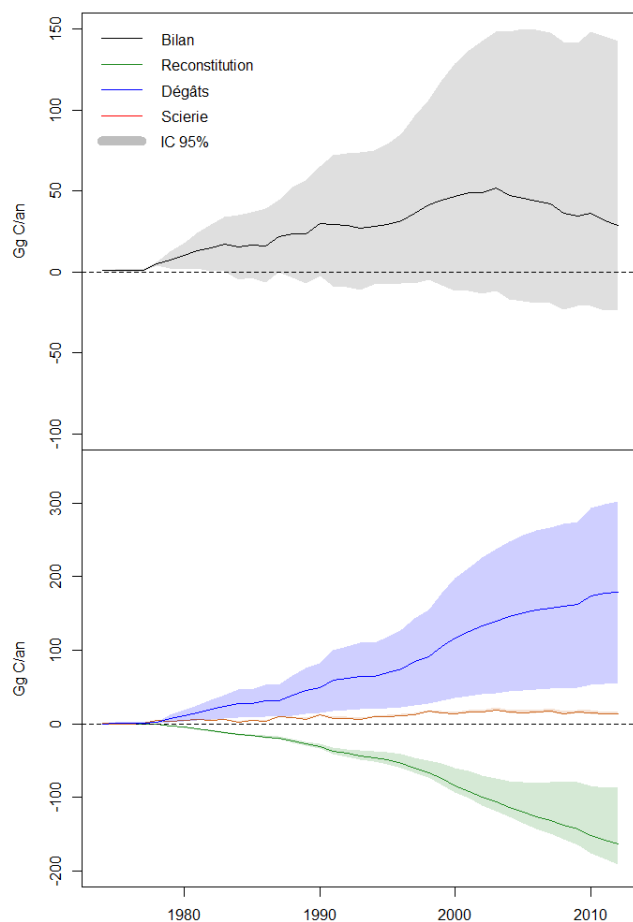


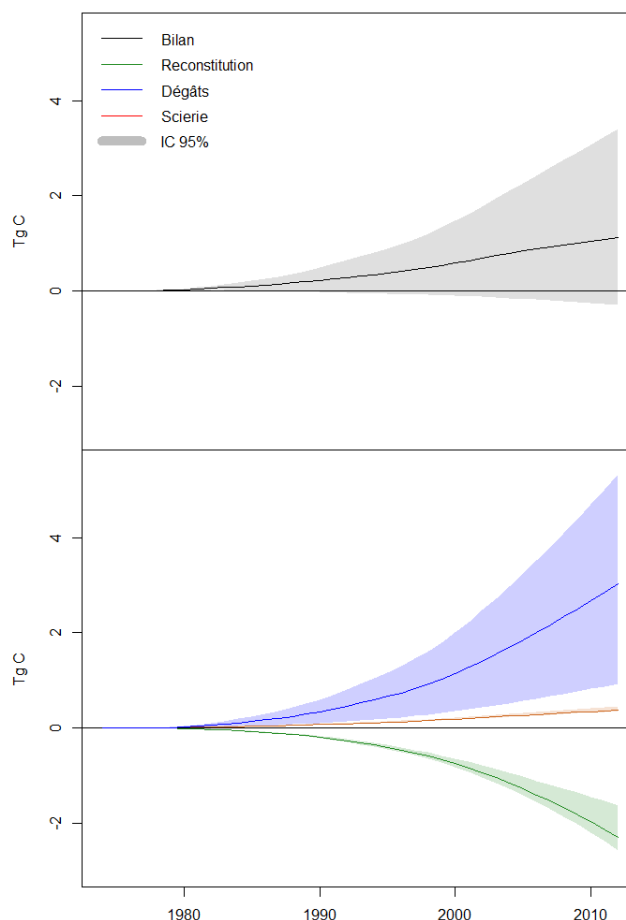
FIGURE 3.2 : Flux de Carbone annuels sur le Domaine Forestier Permanent sur la période 1974-2012. Le flux annuel est formée de trois composantes, les flux liés à la décomposition des dégâts d'exploitation (en bleu), du bois sorti de la parcelle qui va en scierie (en rouge) et à la reconstitution du stock sur la parcelle (en vert).

*i.e.* toutes les parcelles anciennement exploitées générant des reconstitutions du même ordre de grandeur que les pertes liées à la décomposition des dégâts. Il faut garder en tête qu'une parcelle devient "puits" de Carbone après 5-10 ans d'exploitation (figure 3.1). Il est donc attendu que depuis quelques années, toutes les parcelles exploitées dans les années 90 et 2000 soient en train de restocker massivement.

### 3.2.2 Stock

De 1974 à 2012, nous avons vu précédemment que les flux annuels étaient positifs. Par conséquent, l'évolution nette du stock global est elle aussi positive et vient s'établir à 0.76 Tg C émis de la forêt à l'atmosphère en relation avec l'exploitation forestière (figure 3.3) sur la période 1974-2012. Cette quantité est à ramener au stock global de Carbone contenu dans la forêt guyanaise, 1.36 Pg C (Guitet, Comm. Pers.). L'exploitation forestière a donc été à l'origine d'un déstockage équivalent à 0.56‰ du stock initial de la Guyane. Cependant, l'intervalle de confiance sur ce déstockage, une nouvelle fois, n'exclut pas zéro. Ceci nous empêche de conclure définitivement sur la significativité statistique de ce

FIGURE 3.3 : Bilan Carbone de l'exploitation forestière sur le Domaine Forestier Permanent, estimé par l'intégrale des flux annuels sur la période 1974-2012. Le bilan est formée de trois composantes, les flux liés à la décomposition des dégâts d'exploitation (en bleu), du bois sorti de la parcelle qui va en scierie (en rouge) et à la reconstitution du stock sur la parcelle (en vert).



déstockage.

En 2012, ce bilan se décompose ainsi, la quantité de Carbone qui rentre dans la forêt par reconstitution de la biomasse est estimée à -2.12 Tg C. D'un autre côté, le Carbone passant de la forêt à l'atmosphère se compose de 0.39 Tg C lié aux volumes extraits partant en scierie et de 2.50 Tg C lié aux émissions dues à la décomposition des dégâts d'exploitation.

### 3.3 Sources des incertitudes

Les incertitudes ont été estimées en fixant un à un les paramètres du modèle global. La 1<sup>ère</sup> source d'incertitudes vient très clairement de la fonction d'estimation des dégâts d'exploitation (figure 3.4), fonction qui utilise comme régresseur le volume extrait  $V_{ext}$ . Le modèle linéaire calibrée en utilisant les données de *Paracou* et de *Montagne Tortue* explique seulement 14% de la variabilité observée. En conséquence, les estimations de l'ordonnée à l'origine  $\theta_0$  et de la pente  $\theta_1$  sont très imprécises (table 2.1). Or cette estimation des dégâts induits par l'exploitation est crucial dans notre modèle pour prédire à la fois la quantité de Carbone qui va repartir dans l'atmosphère *via* la décomposition du



bois mort, mais aussi la quantité de Carbone qui va rentrer dans l'écosystème *via* la reconstitution de la biomasse. Il en résulte que plus de 70% de l'incertitude finale vient de  $\theta_0$ , paramètre qui correspond théoriquement à la perte de biomasse sur une parcelle exploitée pour laquelle aucun volume n'aurait été extrait.

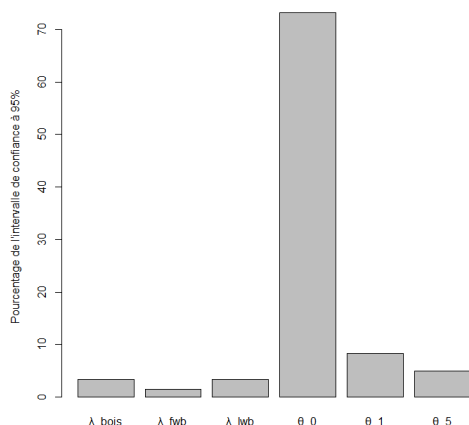


FIGURE 3.4 : Sensibilité du modèle de bilan Carbone développé aux différents paramètres des sous-modèles. La sensibilité est estimée en fixant successivement les variances des paramètres à 0. Pour chaque paramètre, 1000 simulations du modèle sont réalisées. Le pourcentage de diminution de l'intervalle de confiance à 95% sur le bilan total en 2012 est rapporté par paramètre du modèle.  $\theta_0$ , l'intercept du modèle d'estimation des dégâts d'exploitation porte plus de 70% de l'incertitude du bilan.

Il est peu vraisemblable que la perte de biomasse  $dAGB$  soit linéairement liée aux volumes extraits  $V_{ext}$ <sup>2</sup> même si nous n'étions pas en mesure de faire une autre hypothèse avec les données utilisées. Dans certaines forêts tropicales, un lien quadratique est utilisé<sup>3</sup>. Il est évident que l'acquisition de données supplémentaires sur cette relation devrait être une priorité en Guyane.

Les autres paramètres comptent pour moins de 10% de la variabilité observée (figure 3.4). Le paramètre avec le plus grand écart-type  $\sigma$  relatif (50% de la moyenne  $\mu$ ) est  $\lambda_{\text{bois}}$ , la constante de décomposition du bois scié. Ce paramètre a été estimé à l'échelle mondiale<sup>4</sup> mais comme il intervient sur une toute petite proportion de la biomasse perdue totale, il a finalement peu d'impact sur l'incertitude du bilan global.

<sup>2</sup>T. S. FREDERICKSEN et B. MOSTACEDO (2000). « Regeneration of timber species following selection logging in a Bolivian tropical dry forest ». In : *Forest Ecology and Management* 131.1-3, p. 47-55.

<sup>3</sup>S. PANFIL et R. GULLISON (1998). « Short term impacts of experimental timber harvest intensity on forest structure and composition in the Chimanes Forest, Bolivia ». In : *Forest Ecology and Management* 102.2-3, p. 235-243.

<sup>4</sup>J. PENMAN et al. (2003). *Good practice guidance for land use, land-use change and forestry*. The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), p. 590.



## CHAPITRE 4

# Limites et perspectives

MODÉLISER c'est trahir la réalité. Tout modèle est une caricature. Certaines caricatures sont plus pertinentes que d'autres. Par essence un modèle ne prend pas en compte toute la complexité de la réalité (figure 4.1). Ce n'est pas son objectif. Un modèle, si l'on veut l'utiliser en prédictif, doit être robuste. Ce choix de la robustesse, *e.g.* la capacité du modèle à faire des prédictions sur un jeu de données ou une situation indépendante, se fait souvent au détriment de la précision, *e.g.* la capacité du modèle à reproduire toutes les subtilités des données d'apprentissage.

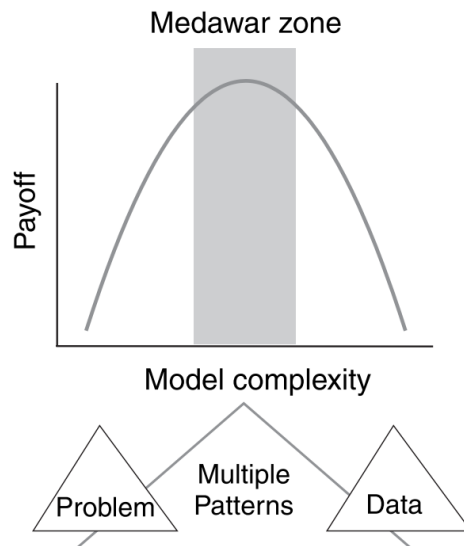


FIGURE 4.1 : Un modèle est une caricature. Une caricature n'est ni vrai ni fausse, elle est plus ou moins pertinente. Le bénéfice d'un modèle n'est pas seulement lié à son utilité pour répondre au problème posé, il réside surtout dans son réalisme structurel, c'est à dire sa capacité à produire des prédictions indépendantes qui collent à des observations, elles aussi indépendantes. Si le design du modèle est guidé uniquement par le problème à résoudre, le modèle sera simpliste. Si le design du modèle est guidé par toutes les données disponibles, le modèle sera trop complexe. Entre les deux, se situe une zone où le bénéfice est maximal, c'est la zone de Medawar. Extrait de<sup>a</sup>

<sup>a</sup>V. GRIMM et al. (2005). « Pattern-oriented modeling of agent-based complex systems : lessons from ecology. » In : *Science (New York, N.Y.)* 310.5750, p. 987–91.

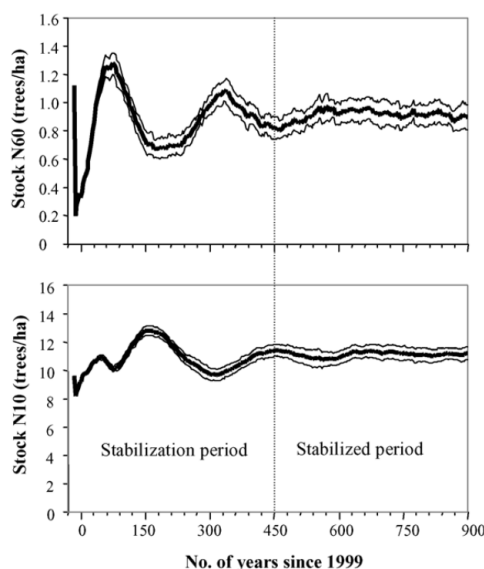
### 4.1 Les choix de modélisation

Dans ce travail, nous avons fait des choix de modélisation lourds de conséquences.

Premièrement, nous avons choisi de considérer que la vitesse de

FIGURE 4.2 : Simulations SELVA de la reconstitution du stock d'Angélique *Dicorynia guianensis* sur le bloc sud du dispositif de Paracou. Les simulations sont réalisées sur 900 ans avec comme conditions initiales les paramètres de l'année 1999. La trajectoire des parcelles exploitées entre 1984 et 1999 est représentée sur l'axe des x par les années -15 à 0. Extrait de <sup>a</sup>

<sup>a</sup>S. GOURLET-FLEURY et al. (2005). « Using models to predict recovery and assess tree species vulnerability in logged tropical forests : A case study from French Guiana ». In : *Forest Ecology and Management* 209.1-2, p. 69–85.



Ensuite, nous avons choisi d'être extrêmement prudent sur la dynamique à long terme en considérant qu'une fois que la parcelle avait retrouvé son niveau de biomasse initiale, elle gardait cette biomasse. C'est le choix de la prudence au détriment de nos connaissances de base sur la dynamique des systèmes écologiques<sup>1</sup>. En effet, dans la plupart des systèmes écologiques, une perturbation induit mécaniquement, à cause du comportement logistique des dynamiques de populations, une période d'oscillation autour de l'asymptote qui ne sera atteinte qu'après un temps certain (figure 4.2). Le recul que nous avons sur les dispositifs forestiers ayant expérimentés l'exploitation forestière en zone tropicale n'est pas encore suffisant pour anticiper la trajectoire de ces écosystèmes, une fois l'asymptote atteinte (ou traversée). La décennie qui commence devrait nous donner de nombreuses informations sur ces comportements dans les parcelles en Traitement 1 du dispositif de Paracou.

D'autres choix, moins cruciaux, ont été fait. Par exemple, nous n'avons pas pris en compte les facteur environnementaux dans les modèles de décomposition. Certains travaux suggèrent que l'humidité générale serait le second facteur déterminant, après la densité du bois, pour expliquer les vitesses de décomposition<sup>2</sup>. La décomposition des dégâts après l'exploitation constituant la source principale d'émission sur la parcelle forestière, le gradient de pluviométrie Est-Ouest en Guyane pourrait avoir un impact sur la trajectoire du bilan Carbone liée à ce sous-modèle.

Pour tous ces choix méthodologiques, l'important est qu'ils soient clairement rapportés et discutés. D'autres choix sont possibles, et il paraît même souhaitable de les explorer. Le travail de modéli-

<sup>1</sup>J. DRAKE et al. (2007). « Emergence in Ecological Systems ». In : *From Energetics to Ecosystems : The Dynamics and Structure of Ecological Systems*. Sous la dir. de N. ROONEY. Springer, p. 157–183.

<sup>2</sup>J. CHAMBERS et al. (2001). « Respiration from coarse wood litter in central Amazon forests ». In : *Bio-geochemistry*, p. 115–131.

sation, loin de prédire l'avenir (fût-ce même conditionnellement aux scénarios d'apprentissage), a l'énorme avantage de nous amener à questionner la cohérence des connaissances mobilisables à un moment donné pour le mettre en œuvre.

## 4.2 Les autres composantes du bilan

Le modèle de bilan Carbone présenté dans ce rapport a été appliqué sur le Domaine Forestier Permanent (DFP). Pour que nous puissions prétendre l'utiliser afin de fournir un bilan carbone intégré de l'exploitation forestière en Guyane, deux éléments supplémentaires sont à considérer.

- Toute exploitation forestière en Guyane se traduit actuellement par l'ouverture de routes (ou pistes) forestières. Cela est dû au fait que les massifs forestiers sont exploités pour la 1<sup>re</sup> fois et qu'il faut donc rendre accessible les parcelles forestières aux engins et grumiers.
- L'exploitation forestière en Guyane ne s'est pas cantonnée exclusivement au DFP depuis 1974. Certaines forêts (*e.g.* sur la bande littorale et proches de Maripasoula) hors DFP ont également été exploitées par le passé.

### 4.2.1 Impact de l'ouverture des routes (pistes) forestières

Dans ce travail, n'a pas été pris en compte l'impact de l'ouverture des routes forestières dans le bilan carbone. La construction de ces routes représente une quantité substantielle de Carbone émis dans l'atmosphère<sup>3</sup>. À dire d'expert, les coupes d'emprises de route prélèvent de l'ordre de 1% de la biomasse des massifs mis en exploitation. Dans le cadre d'un bilan territorial, les émissions de carbone liées à l'ouverture des routes forestières seront affectées au poste "Changements d'usage des terres". La pertinence de ce choix dépend vraisemblablement du caractère définitif, ou non, que l'on confère à ces routes forestières. À dire d'expert, le ratio de routes maintenues ouvertes après les exploitations pour les autres usages que les besoins de l'exploitation pour lesquelles elles ont été créées (orpaillage, accès divers ...) serait de l'ordre de 10%.

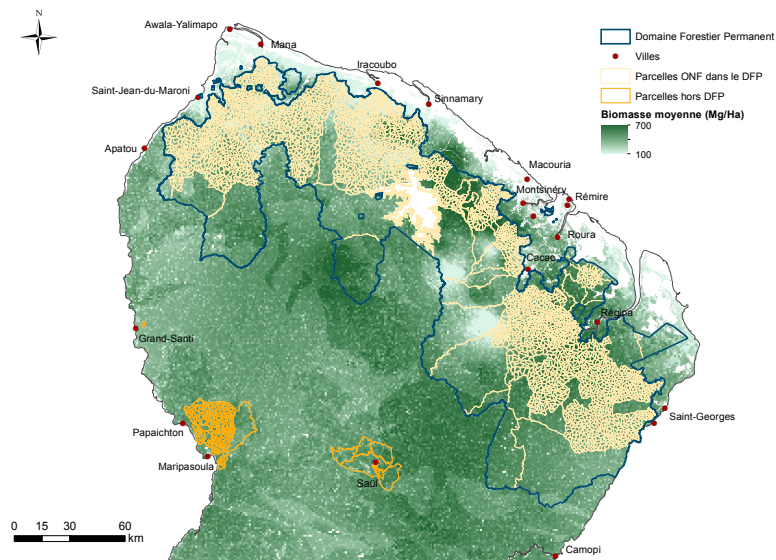
<sup>3</sup>G. ASNER et al. (2004). « Spatial and temporal dynamics of forest canopy gaps following selective logging in the eastern Amazon ». In : *Global Change Biology* 10.5, p. 765–783.

### 4.2.2 Bilan hors Domaine Forestier Permanent

Dans ce travail, le bilan Carbone de l'exploitation forestière a été restreint au Domaine Forestier Permanent. L'exploitation forestière en Guyane ne s'est pas limitée dans le passé au DFP et les statistiques actuelles de l'ONF incluent des informations "Hors DFP" (figure 4.3).

- Des zones exploitées qui ont (ou vont rapidement) depuis changé d'usage des sols (agriculture, zones urbaines). Le bilan C de ces zones sera à intégrer au poste "Changements d'usage des terres". En termes de volumes exploités, cette composante peut expliquer jusqu'à 10% des bois extraits de la forêt.
- Des zones exploitées hors DFP et qui sont actuellement "forêts". Ces exploitations hors DFP représentent 2692 m<sup>3</sup> soit 0.2% des volumes exploités sur la période. Considérant les faibles volumes, les problèmes de spatialisation et la méconnaissance des intensités de prélèvement, nous avons décidé de ne pas les prendre en compte dans ce bilan.

FIGURE 4.3 : Parcelles forestières incluses dans le Domaine Forestier Permanent (jaune clair) et hors Domaine Forestier Permanent (jaune foncé).



### 4.3 Quels scénarios pour quels futurs ?

Les projections démographiques prévoient un doublement de la population de Guyane avant 2030, ce qui entraînerait une demande de grumes correspondante d'environ 120 000 m<sup>3</sup>.an<sup>-1</sup>, uniquement pour les marchés de la charpente et de la menuiserie, soit un doublement de la production actuelle. Face à l'augmentation de la demande, la définition des règles d'exploitation qui doivent régir la gestion forestière guyanaise de demain est confrontée, entre autres, à la question du bilan Carbone.

Le modèle développé dans cette étude est suffisamment générique pour pouvoir être utilisé comme un outil prospectif permettant de tester différents scénarios spatio-temporels d'exploitation forestière en faisant varier :

- Les volumes extraits, doublés, triplés etc..
- Les intensités d'exploitation, et donc *de facto* les surfaces exploitées.

- La localisation spatiale et temporelle des exploitations futures.
- Le modèle convertissant les volumes extraits en biomasse perdue  $dAGB$  dont il est légitime d'espérer que les nouveaux modes d'exploitation à faible impact feront diminuer le facteur de conversion<sup>4</sup>.

C'est avec la perspective de pouvoir mettre à disposition de la gestion forestière en Guyane un outil prospectif de son bilan Carbone que nous souhaitons conclure ce rapport.

<sup>4</sup>M. PINARD et W. CROPPER (2000). « Simulated effects of logging on carbon storage in dipterocarp forest ». In : *Journal of Applied Ecology*, p. 267–283.





# Bibliographie

- AKAIKE, H (1981). « Likelihood of a model and information criteria ». In : *Journal of econometrics* 16, p. 3–14 (cf. p. 11).
- ASNER, G., M. KELLER et J. SILVA (2004). « Spatial and temporal dynamics of forest canopy gaps following selective logging in the eastern Amazon ». In : *Global Change Biology* 10.5, p. 765–783 (cf. p. 25).
- BLANC, L., M. ECHARD, B. HERAULT, D. BONAL, E. MARCON, J. CHAVE et C. BARALOTO (2009). « Dynamics of aboveground carbon stocks in a selectively logged tropical forest ». In : *Ecological Applications* 19.6, p. 1397–1404 (cf. p. 11).
- CHAMBERS, J. Q., N. HIGUCHI, L. M. TEIXEIRA, J. dos SANTOS, S. G. LAURANCE et S. E. TRUMBORE (2004). « Response of tree biomass and wood litter to disturbance in a Central Amazon forest. » In : *Oecologia* 141.4, p. 596–611 (cf. p. 12).
- CHAMBERS, J., N. HIGUCHI et J. SCHIMEL (2000). « Decomposition and carbon cycling of dead trees in tropical forests of the central Amazon ». In : *Oecologia*, p. 380–388 (cf. p. 12, 13).
- CHAMBERS, J., J. SCHIMEL et A. NOBRE (2001). « Respiration from coarse wood litter in central Amazon forests ». In : *Biogeochemistry*, p. 115–131 (cf. p. 24).
- CHAVE, J., C. ANDALO, S. BROWN, M. A. CAIRNS, J. Q. CHAMBERS, D. EAMUS, H. FÖLSTER, F. FROMARD, N. HIGUCHI, T. KIRA, J.-P. LESCURE, B. W. NELSON, H. OGAWA, H. PUIG, B. RIÉRA et T. YAMAKURA (2005). « Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. » In : *Oecologia* 145.1, p. 87–99.
- CHAVE, J., M. RÉJOU-MÉCHAIN, A. BÚRQUEZ, E. CHIDUMAYO, M. S. COLGAN, W. B. C. DELITTI, A. DUQUE, T. EID, P. M. FEARNSIDE, R. C. GOODMAN, M. HENRY, A. MARTÍNEZ-YRÍZAR, W. a. MUGASHA, H. C. MULLER-LANDAU, M. MENCUCCINI, B. W. NELSON, A. NGOMANDA, E. M. NOGUEIRA, E. ORTIZ-MALAVASSI, R. PÉLISSIER, P. PLOTON, C. M. RYAN, J. G. SALDARRIAGA et G. VIEILLEDENT (2014). « Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. » In : *Global change biology*, p. 3177–3190 (cf. p. 12).
- DOLLEY, T., V. BLANFORT, G. CORNU, B. HERAULT et V. ROSSI (2013). « Guyasim , un outil d'aide à la décision pour évaluer des services écosystémiques de la forêt guyanaise ». In : *Carbone des pâturages de guyane et gaz à effets de serre*. Sous la dir. de V. BLANFORT et C. STAHL. Cirad, p. 52–55 (cf. p. 1, 3).
- DRAKE, J., M. FULLER, C. ZIMMERMANN et J. GAMARRA (2007). « Emergence in Ecological Systems ». In : *From Energetics to Ecosystems : The Dynamics and Structure of Ecological Systems*. Sous la dir. de N. ROONEY. Springer, p. 157–183 (cf. p. 14, 24).
- FREDERICKSEN, T. S. et B. MOSTACEDO (2000). « Regeneration of timber species following selection logging in a Bolivian tropical dry forest ». In : *Forest Ecology and Management* 131.1-3, p. 47–55 (cf. p. 21).
- GOURLET-FLEURY, S., G. CORNU, S. JÉSEL, H. DESSARD, J.-G. JOURGET, L. BLANC et N. PICARD (2005). « Using models to predict recovery and assess tree species vulnerability

- in logged tropical forests : A case study from French Guiana ». In : *Forest Ecology and Management* 209.1-2, p. 69–85 (cf. p. 14, 24).
- GRIMM, V., E. REVILLA, U. BERGER, F. JELTSCH, W. M. MOOIJ, S. F. RAILSBACK, H.-H. THULKE, J. WEINER, T. WIEGAND et D. L. DEANGELIS (2005). « Pattern-oriented modeling of agent-based complex systems : lessons from ecology. » In : *Science (New York, N.Y.)* 310.5750, p. 987–91 (cf. p. 23).
- GRISCOM, B., P. ELLIS et F. E. PUTZ (2014). « Carbon emissions performance of commercial logging in East Kalimantan, Indonesia. » In : *Global change biology* 20.3, p. 923–37 (cf. p. 11).
- GUISET, S., J.-F. CORNU, O. BRUNAUX, J. BETBEDER, J.-M. CAROZZA et C. RICHARD-HANSEN (2013). « Landform and landscape mapping, French Guiana (South America) ». In : *Journal of Maps* 9.3, p. 325–335 (cf. p. 3).
- GUISET, S., D. SABATIER, O. BRUNAUX, B. HÉRAULT, M. AUBRY-KIENTZ, J.-F. MOLINO et C. BARALOTO (2014). « Estimating tropical tree diversity indices from forestry surveys : A method to integrate taxonomic uncertainty ». In : *Forest Ecology and Management* 328, p. 270–281 (cf. p. 3).
- HÉRAULT, B., J. BEAUCHÊNE, F. MULLER, F. WAGNER, C. BARALOTO, L. BLANC et J.-M. MARTIN (2010). « Modeling decay rates of dead wood in a neotropical forest. » In : *Oecologia* 164.1, p. 243–51 (cf. p. 6, 13).
- HÉRAULT, B., V. FREYCON et Q. MOLTO (2013). « Stocks de C dans les forêts tropicales humides - Forêts naturelles & Reconstitutions post-exploitation ». In : *Carbone des pâturages de guyane et gaz à effets de serre*. Sous la dir. de V. BLANFORT et C. STAHL. Cirad, p. 38–41 (cf. p. vi).
- KELLER, M., M. PALACE, G. P. ASNER, R. PEREIRA et J. N. M. SILVA (2004). « Coarse woody debris in undisturbed and logged forests in the eastern Brazilian Amazon ». In : *Global Change Biology* 10.5, p. 784–795 (cf. p. 10).
- MOLTO, Q., B. HÉRAULT, J.-J. BOREUX, M. DAULLET, A. ROUSTEAU et V. ROSSI (2014). « Predicting tree heights for biomass estimates in tropical forests – a test from French Guiana ». In : *Biogeosciences* 11.12, p. 3121–3130 (cf. p. 12).
- MOLTO, Q. (2012). « Estimation de Biomasse en forêt tropicale humide - Propagation des incertitudes dans la modélisation de la distribution spatiale de la biomasse en Guyane française ». Thèse de doct., p. 186 (cf. p. 3, 16, 18).
- MOLTO, Q., V. ROSSI et L. BLANC (2013). « Error propagation in biomass estimation in tropical forests ». In : *Methods in Ecology and Evolution* 4.2. Sous la dir. de R. FRECKLETON, p. 175–183 (cf. p. vi).
- PANFIL, S. et R. GULLISON (1998). « Short term impacts of experimental timber harvest intensity on forest structure and composition in the Chimanes Forest, Bolivia ». In : *Forest Ecology and Management* 102.2-3, p. 235–243 (cf. p. 21).
- PENMAN, J., M. GYTARSKY, T. HIRAISHI et T. KRUG (2003). *Good practice guidance for land use, land-use change and forestry*. The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), p. 590 (cf. p. 21).
- PINARD, M. et W. CROPPER (2000). « Simulated effects of logging on carbon storage in dipterocarp forest ». In : *Journal of Applied Ecology*, p. 267–283 (cf. p. 27).
- SIST, P., E. RUTISHAUSER, M. Peña CLAROS, A. SHENKIN, B. HÉRAULT, L. BLANC, C. BARALOTO, F. BAYA, F. BENEDET, K. E. da SILVA, L. DESCROIX, J. N. FERREIRA, S. GOURLET-FLEURY, M. C. GUEDES, I. BIN HARUN, R. JALONEN, M. KANASHIRO, H. KRISNAWATI, M. KSHATRIYA, P. LINCOLN, L. MAZZEI, V. MEDJIBÉ, R. NASI, M. V. N. D'OLIVEIRA, L. C. de OLIVEIRA, N. PICARD, S. PIETSCH, M. PINARD, H. PRIYADI, F. E. PUTZ, K. RODNEY, V. ROSSI, A. ROOPSIND, A. R. RUSCHEL, N. H. Z. SHARI, C. RODRIGUES DE SOUZA, F. H.

SUSANTY, E. D. SOTTA, M. TOLEDO, E. VIDAL, T. A. WEST, V. WORTEL et T. YAMADA.  
« The Tropical managed Forests Observatory : a research network addressing the future  
of tropical logged forests ». In : *Applied Vegetation Science*. Sous la dir. de M. CHYTRY  
(cf. p. 1, 7, 14).

WAGNER, F., E. RUTISHAUSER, L. BLANC et B. HERAULT (2010). « Effects of Plot Size and  
Census Interval on Descriptors of Forest Structure and Dynamics ». In : *Biotropica* 42.6,  
p. 664–671 (cf. p. 7).

Le projet d'Observatoire Guyanais du Carbone et des GES est financé par l'Union Européenne et la Région Guyane  
L'Observatoire de l'Energie en Guyane est financé par le Programme Régional de Maîtrise de l'Energie



L'Europe s'engage en Guyane avec le FEDER